

生物炭减缓农业生态系统土壤 N_2O 排放的研究进展

沈芳芳^{1,2} 罗昌泰² 廖迎春² 房焕英¹ 周际海³ 沈发兴¹ 袁颖红^{2*}

- (1. 江西省土壤侵蚀与防治重点实验室,南昌 330029;
2. 江西省退化生态系统修复与流域生态水文重点实验室,南昌 330099;
3. 重要生物资源保护与利用研究安徽省省级重点实验室,安徽 芜湖 241000)

摘要 为进一步厘清生物炭在减缓农业生态系统土壤 N_2O 排放的作用和机制,本研究基于 CNKI、Springer、Wiley 和 Science Direct 数据库,以“生物炭”、“农业生态系统”、“ N_2O ”为关键词,搜索 2008—2021 年相关文献,并进行了总结和归纳。结果表明:土壤 N_2O 可通过多种微生物过程产生,其中硝化作用和反硝化作用是主要过程,硝化细菌反硝化、硝态氮异化还原成铵、化学反硝化等非生物过程也可产生 N_2O ;生物炭添加对土壤 N_2O 排放影响的结论不一,多数研究认为生物炭有利于减少土壤 N_2O 的排放,少数认为生物炭刺激了土壤 N_2O 的排放或对其无影响;提出了生物炭减缓土壤 N_2O 排放机制(生物炭本身理化性质的差异、生物炭影响土壤理化性质和氮转化过程);并分析了生物炭降低堆肥土壤 N_2O 排放的潜力和生物炭促进酸性土壤的植物生产力。最后,基于上述研究提出三点展望:有必要建立生物炭特性数据库;系统性的加强生物炭在 N_2O 减排潜力的估算;进行长期野外田间试验的必要性。

关键词 生物炭; 农业生态系统; 土壤 N_2O 排放; 硝化和反硝化; 氮转化过程

中图分类号 S147.2 **文章编号** 1007-4333(2022)02-0202-12 **文献标志码** A

Review on biochar mitigating the soil N_2O emission from agro-ecosystems

SHEN Fangfang^{1,2}, LUO Changtai², LIAO Yingchun², FANG Huanying¹, ZHOU Jihai³,
SHEN Faxing¹, YUAN Yinghong^{2*}

- (1. Jiangxi Provincial Key Laboratory of Soil Erosion and Prevention, Nanchang 330029, China;
2. Key Laboratory of Degraded Ecosystem Restoration and Watershed Ecological Hydrology, Nanchang 330099, China;
3. Anhui Provincial Key Laboratory for the Conservation and Utilization of Important Biological Resources, Wuhu 241000, China)

Abstract In order to further clarify the role and mechanism of biochar in mitigating soil N_2O emissions from agro-ecosystems, this study was based on CNKI, Springer, Wiley, and Science Direct databases with “biochar OR agro-ecosystems” and “ N_2O OR nitrous oxide” (researches published during 2008 to 2021) as keywords, related literatures were summarized and analyzed. The results show that: Soil N_2O can be produced through a variety of microbial processes, among which nitrification and denitrification are the main processes. Non-biological processes such as denitrification by nitrifying bacteria, dissimilation and reduction of nitrate nitrogen to ammonium, and chemical denitrification can also produce N_2O . Conclusions on the impact of biochar addition on soil N_2O emissions are different. Most studies believe that biochar is beneficial to reduce soil N_2O emissions, while a few believe that biochar stimulates or has no effect on soil N_2O emissions. Two mechanisms on how biochar involves in slowing down soil N_2O emissions

收稿日期: 2021-06-19

基金项目: 国家自然科学基金项目(31760167,41661065,31960308);江西省土壤侵蚀与防治重点实验室 2020 年度开放基金项目

第一作者: 沈芳芳,讲师,E-mail:shenfangfang@nit.edu.cn

通讯作者: 袁颖红,副教授,主要从事土壤生态学研究,E-mail:yhyuan@nit.edu.cn

VISIT...

LANZAROTE
Caliente.COM

are proposed, including the difference in the physical and chemical properties of biochar itself and the influence of biochar on the physical and chemical properties of soil and the process of nitrogen conversion. The potential of biochar to reduce N_2O emissions from composted soils and biochar to promote acidic soils plant productivity were also analyzed. In conclusion, it is necessary to establish a database of biochar characteristics, systematically strengthen the estimation of biochar's N_2O emission reduction potential and to conduct long-term field trials.

Keywords biochar; agro-ecosystem; soil N_2O emission; nitrification and denitrification; nitrogen transformation process

由温室气体如 CO_2 、 N_2O 、 CH_4 等排放增加引起的气候变化是人类长期面临的巨大威胁。2019 年举行的联合国气候行动峰会提倡在未来 10 年内将温室气体排放量减少 45%, 到 2050 年实现“净零排放”。土壤作为温室气体的重要源和汇, 对温室效应的影响不容忽视。农田土壤是重要的温室气体排放源, 农业活动在温室气体的人为排放总量中占据重要部分^[1-2]。

据世界气象组织 (World Meteorological Organization) 报告: 大气中 N_2O 的含量已经从 19 世纪工业革命前的 270 ppb 增加到了 2017 年的 329.9 ppb^[1]。中国是 N_2O 排放大国 (占全球排放量的 31%), 印度和美国分别居第二和第三^[2]。 N_2O 是一种长寿命温室气体, 百年内的增温潜势大约是 CO_2 的 298 倍, 并导致平流层臭氧的破坏^[3-4]。土壤作为最大的 N_2O 排放源, 约占总排放量的 70%^[5], 年 N_2O -N 排放量约为 13 Tg, 其中人类活动通过在农业中施用氮肥每年贡献了 7 Tg^[6]。农业约占全球人为 N_2O 排放量的 60%, 农业土壤, 特别是热带和酸性土壤, 是大气 N_2O 增加的主要来源^[2,7]。农业管理措施如施用化肥和有机肥等能显著影响农田土壤 N_2O 的排放。其中, 农业 N_2O 排放多是由于肥料用量的增加, 相当一部分氮肥通过微生物过程 (主要是硝化和反硝化) 转化为 N_2O ^[8]。联合国粮食及农业组织 (FAO) 预计到 2030 年农业源排放进入大气中的 N_2O 可能会增加 35% ~ 60%。因此, 减少土壤 N_2O 的排放任务紧迫^[1]。

已有研究表明, 生物炭用来减少土壤 N_2O 的排放^[4,5,8]。生物炭是一种难降解的富含 C 的稳定固体材料, 是有机材料在限氧的环境中经过热化学转化产生, 由于其具抗分解特性及对养分动力学的影响, 多被利用作为土壤改良剂^[9-11]。生物炭作为调节土壤氮循环和减少氮排放的潜力得到广泛关注, 国内外相继开展了大量的有关生物炭减少农业生态系统土壤 N_2O 排放研究和应用。为进一步厘清生

物炭在减缓农业生态系统土壤 N_2O 排放的作用和机制, 本研究拟以 CNKI、Springer、Wiley 和 Science Direct 数据库为依据, 以“生物炭”、“农业生态系统”、“ N_2O 排放”为关键词, 搜索 2008—2021 年的相关文献, 并从土壤 N_2O 产生途径、生物炭对土壤 N_2O 排放的影响和减缓土壤 N_2O 排放的机制等方面, 以及对有机堆肥处理土壤施用生物炭的 N_2O 减排潜力等相关研究进行综述总结和剖析, 并对未来的研究提出展望, 以期减缓土壤 N_2O 排放及气候变化提供参考。

1 土壤 N_2O 的产生途径

土壤 N_2O 可通过多种微生物过程产生。长期以来, 硝化作用和反硝化作用被认为是农业土壤产生和排放 N_2O 的主要过程^[8]。硝化细菌在有氧条件下氧化 NH_4^+ , 反硝化细菌在无氧条件下还原 NO_3^- ^[12-14]。排放的大多数 N_2O 归于硝化过程的第一步, 反硝化作用是氮循环过程的最后一步, N_2O 作为反硝化过程的中间产物, 促进 N_2O 的排放, 可能发生不完全的反硝化作用 (如环境的变化等) 最终导致 N_2O 作为产物产生^[14]。随着对 N_2O 排放机制的研究深入, 发现硝化细菌反硝化、硝态氮异化还原成铵 (DNRA)、化学反硝化等非生物过程也可产生 N_2O ^[15-17]。硝化细菌反硝化是氨氧化过程中产生的 NO_2^- 在自养硝化细菌作用下进一步还原为 N_2O 和 N_2 的过程。硝态氮异化还原成铵需要在严格厌氧条件、高 pH 以及大量的易氧化态有机物存在的条件下进行, 主要包含 2 个阶段: 第一个阶段在硝酸盐还原酶作用下将 NO_3^- 还原成 NO_2^- ; 第二个阶段在 DNRA 亚硝酸还原酶的催化下将 NO_2^- 还原成 NH_4^+ 。化学反硝化通常发生在低 pH 土壤 (酸性土壤) 中, 是指 NH_4^+ 氧化为 NO_2^- 的过程中, 产生的中间化学分解或 NO_2^- 本身与有机胺类或无机化合物的化学反应。上述可产生 N_2O 的 3 个非生物过程中, 都可能会有不止一个特定的 N_2O 生产途

径。此外,施肥受到人为活动的强烈干扰,使得农业土壤中 N_2O 排放表现出巨大的时空变异^[8]。综上,一旦氮进入土壤,就会有生物或者非生物过程产生 N_2O ,人为的农业活动会干扰其中一些或全过程。

N_2O 可由许多不同的微生物协同产生,与 N_2O 产生有关的微生物功能基因主要集中在氨氧化细菌和氨氧化古菌的 *amoA* 基因、硝化酶(*nas*、*nirB*)、亚硝酸盐还原酶基因(*nirK*、*nirS*)、氧化亚氮还原酶(*nosZ*)基因^[18]。一般认为, N_2O 排放与反硝化过程中的基因(*nirK*、*nirS*、*nosZ*、*napA*、*narG*)相关,这些功能基因成为温室气体通量潜力的关键指标^[13,19]。

2 生物炭对土壤 N_2O 排放的影响及减排机制

2.1 生物炭对土壤 N_2O 排放的影响

生物炭对土壤 N_2O 排放的影响取决于生物炭特性与土壤性质两者之间的相互作用。尽管越来越多的证据表明,向土壤中添加生物炭可以影响 N_2O 排放速率,但生物炭添加对土壤 N_2O 排放影响的结论不一(表1)。

多数研究认为生物炭有利于减少土壤 N_2O 的排放^[20-23]。在整合分析 2007—2013 年发表的相关生物炭文献(观测试验数量 $n=933$)的研究中发现,无论是田间试验还是室内试验,生物炭平均可减少 $54\% \pm 6\%$ 土壤 N_2O 排放^[17]。Cayuela 等^[24]通过进一步研究发现生物炭降低 $49\% \pm 5\%$ 土壤 N_2O 排放,对比区分了室内培养和野外试验条件下的 N_2O 排放降幅分别为 $54\% \pm 5\%$ 和 $28\% \pm 16\%$ 。程效义等^[25]研究发现,棕壤玉米旱田中添加秸秆生物炭(20 t/hm^2)能降低 21.76% 土壤 N_2O 的排放量。生物炭对不同类型(沙土、淤泥、壤土和黏土)土壤的 N_2O 减排效果以壤土最明显^[19],减排量可达 32% ^[26]。室内培养试验表明,小麦秸秆生物炭显著降低黑钙土 N_2O 排放,降幅可达 $55\% \sim 96\%$ ^[27]。对比不同生物炭施入量对 N_2O 减排的效果发现,小麦秸秆生物炭(20 和 40 t/ha 施入钙质壤土后, N_2O 排放量分别减少了 10.7% 和 71.8% ^[28],相比氮肥处理,减少了 31% ^[29]。随着生物炭添加量的增加,土壤 N_2O 排放量减少幅度增加,当生物炭添加量为 40 t/ha 时效果达到最大^[19]。通过对比生物炭对酸性和碱性土壤 N_2O 排放的影响,发现玉米芯生物炭可降低酸性土壤 N_2O 排放的 26.9% ,橄榄果肉生物炭可降低酸性土壤 68.4% 及碱性土壤 34.3% ^[42]。稻

草生物炭(2%)改善酸性土壤可以通过提高土壤 pH 值及 *nosZ* 和 *nirK* 基因丰度来控制土壤 N_2O 的排放,降幅达 70% ^[2]。据估计,土壤添加生物炭有可能使温室气体年排放量减少 12% ^[21],甚至更多^[19]。

另一方面,也有研究结果表明生物炭刺激了土壤 N_2O 的排放^[8,28,30-31]。与仅施用 NPK 处理相比,生物炭虽然改良土壤,但增加了水稻田土壤 N_2O 的排放^[27,32],这源于水稻后期土壤硝态氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)含量或水稻早期土壤铵态氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)含量的增加^[27]。在土壤水分($20\% \sim 50\%$)条件下,添加云杉碎屑制成的生物可导致种植豆科植物土壤的 N_2O 排放量增加^[28]。此外,如果热解合成气未净化,生物炭生产过程也可能是 N_2O 排放的潜在来源,排放量约为原料含氮量的 $2\% \sim 4\%$ ^[19]。

此外,极个别研究表明生物炭添加对土壤 N_2O 通量没有影响^[33-35]。对于有机碳含量低($\leq 5 \text{ g/kg}$)的土壤,生物炭对土壤 N_2O 排放的影响较小且不显著,这是因为异养过程可用碳量很少,增加了低有机碳土壤的硝化作用^[19]。由粪便制成或在低于 350°C 温度下热解的生物炭对土壤 N_2O 排放的减少作用微不足道,这归因于生物炭较弱的芳族环结构和较低的表面积,较低的导电能力和较少的表面官能团^[19]。生物炭的施用不会影响短时期(2 年)火山灰土的 N_2O 累积排放量,这与火山灰具有较高的 pH 缓冲能力和总阳离子交换量有关^[32]。

总之,生物炭对土壤 N_2O 排放影响取决于研究区土壤和气候条件、试验条件(室内/野外)及持续时间、生物炭类型(物料来源)、施用量及热解条件等^[17,20,28]。生物炭具有减缓土壤 N_2O 排放的潜力,其中生物炭类型、生物炭添加量和气候带是影响生物炭对土壤 N_2O 排放影响的重要调控因素,且野外试验中生物炭对 N_2O 的减排效果常低于室内控制试验。

2.2 生物炭减缓土壤 N_2O 排放的机制

多数研究将研究焦点集中于生物炭如何降低土壤 N_2O 排放速率机理上。由于 N_2O 产生途径多而复杂且高度时空变异^[20],使得农业生态系统土壤 N_2O 的减排具挑战性。生物炭改良剂作为减少 N_2O 的长期方法的适用性尚不确定。目前有关生物炭减缓土壤 N_2O 排放的机制主要有以下 2 点(图 1):

表 1 生物炭改良剂对土壤 N₂O 排放的影响
Table 1 Influence of biochar amendment on soil N₂O emission

生物炭来源 Biochar feedstock	热解温度/℃ Pyrolysis temperature	施用量 Application amount	土壤类型 Soil type	N ₂ O 排放量变化幅度 Changes in N ₂ O emission	室内培养/野外试验 Laboratory incubation/ Field experiment	参考文献 References
水稻秸秆 Rice straw	600	1%, 2%	水稻-油菜轮作， 酸性土	42%~70%(-)	室内培养 40 d	[2]
硬木和软木原木混合制成 Mixed hard and soft virgin wood	—	10%	修复湿地	89%(-)	室内培养 10 周	[19]
硬木锯末/(硬木木屑+稻壳)+鸡粪堆肥 Hardwood sawdust/(hardwood sawdust+ rice husk)+chicken manure compost	—	5%	壤土	27%(-)	室内培养 120 d	[24]
松木生物炭 Pine chip biochar	550	10 Mg/hm ² (0.5%)	砂质壤土	100%(+)	野外试验 2 年	[27]
核桃壳生物炭 Walnut shell biochar	900	10 Mg/hm ² (0.5%)	砂质壤土	33%~65%(+)	野外试验 2 年	[27]
玉米芯 Corn cob	250	9.8 g	酸砂土	26.9%(-)	室内培养 40 d	[42]
橄榄果肉 Olive pulp	250	9.8 g	酸砂土和碱黏土	34.3%~68.4%(-)	室内培养 40 d	[42]
硬木(灰、橡树和樱桃, 木炭) Hardwood (ash, oak and cherry, Bodfari Charcoal)	180~400	2%	沙壤土	91%(-)	室内培养 4 d	[18]
硬木生物炭 Hardwood	500	22.4 Mg/hm ²	淤泥壤土	50%(-)	野外试验 3 年	[20]
小麦秸秆 Wheat straw	450	1.68%	黑钙土	55%~96%(-)	室内培养 100 d	[31]

表 1(续)

生物炭来源 Biochar feedstock	热解温度/℃ Pyrolysis temperature	施用量 Application amount	土壤类型 Soil type	N ₂ O 排放量变化幅度 Changes in N ₂ O emission	室内培养/野外试验 Laboratory incubation/ Field experiment	参考文献 References
云杉碎屑 Spruce chips	400~450	10 Mg/hm ² (1%)	沙土	>100%(+)	控制试验 47 周	[28]
水稻秸秆 Rice straw	600	4%	水稻土	15%(+)	室内培养 30 d	[32]
小麦秸秆 Wheat straw	—	40 t/hm ²	水稻土	无影响	野外试验,水稻生长季	[31]
稻壳、竹屑、硬木、含木煤球、小麦秸秆 Rice husk, chipped bamboo, chipped hardwood, chipped wood briquette, wheat straw	—	25 t/hm ²	火山灰土	无影响	野外试验 2 年	[32]
生物炭+矿质肥(2.5 g/m ²) Biochar + mineral fertilizer 2.5 g/m ²	900	1 kg/m ²	壤土	36%(-)	野外试验 5 个月	[47]
鸡粪、污水污泥、桉树锯末、滤饼原料 + NH ₄ NO ₃ (0 and 140 mg N/kgsoil) Chicken manure, sewage sludge, eucalyptus sawdust, filter cake + N fertilizer (NH ₄ NO ₃) rates (0 and 140 mg N/kgsoil)	400	5 g/kg	黏土壤土	7 倍降幅(-)	室内培养 60 d	[48]

注:(+)促进或增加;(-)抑制或减少。
Note: (+), promote or increase; (-), inhibit or decrease.

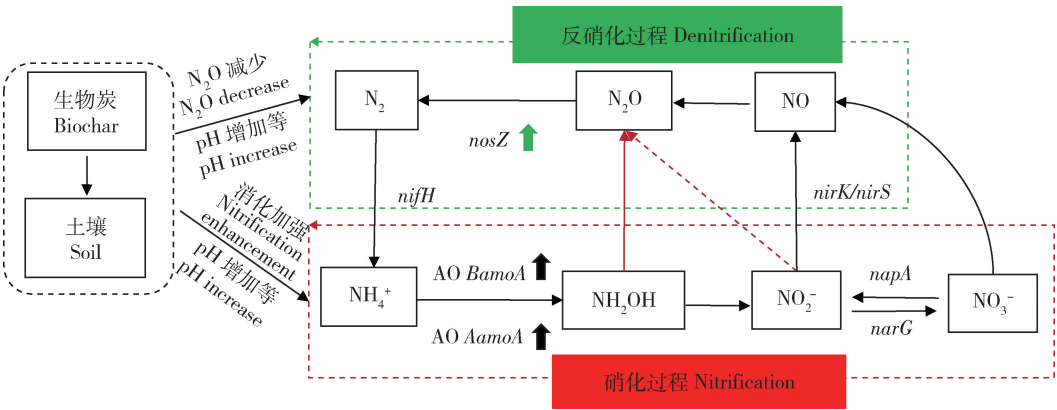


图 1 土壤 N₂O 产生的可能途径和生物炭对其减排的机制

Fig. 1 Potential pathways of N₂O production and potential mechanisms of biochar effects on N₂O emission in soil

1)生物炭理化性质的差异。生物炭生产条件(原料来源、热解温度、快慢类型等)的不同导致生物炭理化性质和结构的差异是生物炭影响土壤 N₂O 排放的重要因素^[20,36]。不同来源生物质不同组分的分解温度不同,随热解温度的升高,生物质组分(水分、纤维素、木质素和无机矿物等)依次被分解^[36];同时热解过程中 C 和 N 的损失致使 P、K、Ca、Mg 等含量高于原料,且随热解温度的提高而升高^[36]。

生物炭的石灰效应。生物炭含有碱性物质,主要为表面有机官能团、碳酸盐、有机阴离子和其他无机碱,并且具有较高的 pH,可用作修正土壤酸度的改良剂^[37]。生物炭的原料和热解条件会影响生物炭的碱度;如豆科植物比非豆科植物生产的生物炭含有更高的碱度^[38];随着热解温度的升高,生物炭的碱度增加,表现在碳酸盐含量的增加^[39]。

生物炭的化学结构。生物炭的 H/C、O/C 和 (N+O)/C 是表征生物炭芳香性、亲水性和极性大小的重要指标,三者越高,分别表示芳香性越低、亲水性越大和极性越大,与生物炭的稳定性和潜在吸附能力有关^[36]。其中生物炭的 H/C 在减缓 N₂O 排放的潜力发挥了重要作用,一般低 H/C 的生物炭往往具有更强的 N₂O 减缓能力,相反,H/C 越高,其减缓能力越弱,这是因为较低的 H/C 通常具有更高的聚合度和芳族环结构^[24]。试验进一步研究表明,H/C<0.3 的生物炭提高氧化还原活性和吸附特性,能将 N₂O 释放量降低 73%±7%,H/C>0.5 的生物炭 N₂O 降低了 40%±16%^[24]。

生物炭随时间的老化。生物炭对土壤 N₂O 排

放的减缓能力还取决于生物炭在田间条件下的老化情况^[31,40]。生物炭的性质会随时间变化发生老化,如稠环结构的大小发生改变导致生物炭表面的官能团(羧基、羰基、羟基和酚基等)增加,表面积和孔体积的降低导致生物炭的吸附能力降低等^[41]。随着时间的推移,生物炭可能会失去其石灰效应,如老化过程中生物炭表面的氧化可能产生酸性或较低的土壤 pH^[20]。生物炭老化可能会影响分解后土壤有机碳的残留率,研究表明,生物炭老化提高了微生物碳的利用效率,但减少了生物质周转时间^[41]。

2)生物炭影响土壤理化性质和氮转化过程。生物炭通过影响土壤理化性质引起土壤养分的变化从而导致土壤 N₂O 排放量的直接和/或间接减少^[42]。生物炭施入后,土壤的物理结构(孔隙度、容重、团聚体、水分或持水能力等)、化学性质(pH 和养分状况等)和生物过程(氮循环和氮转化过程等)均发生改变^[43-44]。生物炭对土壤养分的影响主要体现在对土壤无机氮(NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N)的有效性产生增加、减少或无影响,驱动这些变化的机理被认为是非生物的(吸附或解吸)或与生物相关的氮转化生物过程^[14,45-46]。

氮的有效性是土壤 N₂O 排放的主要驱动力^[20],而生物炭缓解 N₂O 排放的有效性与其在土壤中占主导地位的 N₂O 产生途径有关^[8]。由于反硝化作用是大多数土壤中产生 N₂O 的主要过程,加入生物炭后可使土壤反硝化作用减弱从而减少 N₂O 排放量^[14]。值得注意的是,反硝化作用的最后一步是目前生物圈内唯一已知的能够将 N₂O 还原为 N₂ 的过程^[17]。生物炭可以通过 3 种方式加速诱

导土壤完全反硝化(即 N_2O 还原为 N_2)作用,从而减少 N_2O 的排放^[19]:一是生物炭基质本身的 B 电子导体以及衍生的 B 电子穿梭来自生物炭表面的 锆-氢锆官能团,可能促进电子向土壤反硝化微生物的转移;二是生物炭的亲水性及其与土壤微团聚体的相互作用,可以保护土壤微生物免于暴露氧气中,从而进一步降低了 N_2O 转化的条件^[14];三是生物炭在某些情况下可能会增加 N_2O 还原细菌的丰度,从而促进 N_2O 还原的酶活性。在容易发生反硝化作用的土壤(通常是质地较好的壤土)中,生物炭对其 N_2O 排放量具有较大的减排效果。相比而言,生物炭可以在亚热带和热带地区更大程度上减少土壤 N_2O 排放,其次是温带地区^[14]。这是因为该壤土的团聚体的孔隙比砂土或黏土多,从而使土壤中的水分保持更为紧密,有利于反硝化过程的厌氧微场所形成,这有助于生物炭通过调节反硝化过程来减少土壤 N_2O 排放^[19]。Case 等^[21]研究发现,在施肥砂壤土中,添加生物炭可抑制 91% 土壤累积 N_2O 量,其中累计反硝化量减少了 37%,占土壤 N_2O 排放的 85%~95%。

反硝土壤 N_2O 的产生途径,反硝化作用不仅导致农田土壤氮素的损失,还促进 N_2O 排放导致全球变暖,而 DNRA 过程将 NO_3^- 还原成 NH_4^+ ,起到保氮作用。 NO_3^- 是反硝化和 DNRA 过程的共同产物,若能增强 DNRA 过程,就有可能削弱反硝化过程,从而达到减少农业土壤氮素损失和 N_2O 减排的效果。

土壤 pH 被证明是区域范围内 N_2O 排放差异的主要调控因子^[47]。生物炭本身具有较高的 pH 可以改善土壤酸度和增加土壤 pH 缓冲能力来抑制改良酸性土壤的再酸化^[37]。硝化和反硝化对 N_2O 排放的关系并不直接,但土壤 pH 对这两个过程的氮转化比率有影响,如,当反硝化占优势时,pH 较高的土壤中 N_2O 排放会降低,而硝化占优势时,pH 较高的土壤中 N_2O 排放则会增加^[32]。因此,通过在最佳范围内增加土壤 pH 来改变硝化和反硝化的 N_2O 产物比率对于减少农业土壤 N_2O 排放具有实际意义。

生物炭对土壤 N_2O 通量的影响与土壤氮转化途径高度相互作用^[14],而该过程受土壤水分控制^[19]。当土壤处于相对较低的水分条件($<80\%$ 孔隙含水量 WFPS)时,硝化作用是产生 N_2O 的主要

途径,生物炭往往会因硝化作用的增加而刺激土壤 N_2O 排放;相反,当土壤处于高湿条件(WFPS $>80\%$)时,反硝化作用是产生 N_2O 的主要途径,生物炭则倾向于减少土壤 N_2O 的排放^[19];在土壤水条件饱和时,添加生物炭的土壤 N_2O 排放可能会增加,特别是在酸性并富含矿质氮的稻田土中施用生物炭可以增强硝化作用,土壤 pH 的增加可以进一步刺激硝化作用,从而导致生物炭添加后土壤 N_2O 排放量的增加^[32]。在淹水阶段或重新润湿土壤中,生物炭具有更强的 N_2O 减排效果^[24]。研究进一步表明,生物炭添加通过间接影响土壤水分含量(20%~50%)和植物氮吸收而影响土壤 N_2O 的排放^[28]。通过对比土壤粗砂、细砂和粉砂的保水特性,生物炭在粗砂中表现出更大的优势,其植物可利用性水分含量增加了 45%^[48]。

生物炭的吸附作用通过影响土壤硝化和反硝化作用过程的底物浓度来实现。生物炭具有发达的孔隙结构和表面富含多种官能团,使其具有较强的吸附能力,可以吸附土壤中游离的 NH_4^+-N 和 NO_3^--N ^[17,49]。因吸附使 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 减少,进而抑制硝化作用和反硝化作用,从而减少 N_2O 排放量^[17,22,50]。在土柱试验中,高温($>600\text{ }^\circ\text{C}$)条件下生产的生物炭相比低温生物炭显示出更强的吸附能力,归因于高温生物炭具有更大的表面积和有机质吸收容量^[17]。不同生物炭对 NH_4^+-N 的吸附量不同,而 NO_3^--N 的吸附量较小,在施用生物炭后,土壤累积 N_2O 排放量随生物炭对 NH_4^+-N 吸附能力的增加而减少^[32]。由花生壳在 $600\text{ }^\circ\text{C}$ 条件下制成的生物炭有效地减少了土壤溶液中的硝酸盐和铵,降幅分别为 34% 和 34.7%,同样条件下由胡椒木制成的生物炭减少了 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的淋失,降幅分别为 34% 和 14%^[37]。

研究表明生物炭与微生物之间的相互作用调控土壤 N_2O 排放。生物炭改变了控制 N_2O 产生的土壤微生物特性,如微生物量、群落组成和活性及功能基因的丰度^[2,15,51]。整合分析表明,生物炭增加了微生物生物量,长期低速率添加生物炭会增加微生物多样性^[51]。反硝化过程中 N_2O 还原为 N_2 过程由 *nosZ* 基因编码的 N_2O 还原酶(N_2OR)催化,生物炭添加增加了土壤中 *nosZ* 基因的丰度,进而增加了 N_2OR 酶活性,同时增加生物固氮 *nifH* 丰度,从而减少了 N_2O 的排放^[2,13]。Aamer 等^[4]也证实了在酸

性土壤中,生物炭通过增加亚硝酸盐还原酶基因(*nosZ*和*nirK*)丰度和增加土壤pH(从5.48升至6.11)以缓解 N_2O 的释放。

3 堆肥处理土壤施用生物炭的 N_2O 减排潜力

堆肥是一种废物处理技术,但在堆肥的制备和施用过程中,土壤和环境中可能会产生一些负面影响^[19,24,52]。例如,牛饲养场粪肥堆肥的生产会排放大量的温室气体(如 N_2O 等)^[19]。通过促进土壤硝化和反硝化作用,各种肥料(猪粪、家禽粪便和农家粪便)及其堆肥也可能增加土壤 N_2O 的排放^[52]。Rochette等^[53]研究表明施用液态和固态堆肥比合成肥料在更长的时期内导致更多的 N_2O 排放。近些年来,提出了使用生物炭作为堆肥的填充剂来解决堆肥在环境方面的折衷的新方法^[19,54]。

相比生物炭或堆肥单一处理,其两者混合处理在一定程度上减少了土壤 N_2O 的排放(约56.5%)^[24]。生物炭-鸡粪堆肥抑制了 N_2O 的细菌硝化和/或硝化菌的反硝化,通过控制土壤有机碳的稳定和微生物功能基因(*nirK*)的活性,从而大大减少了土壤 N_2O 的排放^[24]。另一研究也表明生物炭改良剂可显著减少粪肥堆肥产生的 N_2O 排放达54.1%,这主要归因于抑制了反硝化细菌的*nirK*基因丰度^[54]。如,Agegehu等^[55]在热带地区开展研究发现,相比生物炭和堆肥单独处理,生物炭-堆肥处理显著地降低了 N_2O 的排放。生物炭与有机肥堆肥显著改善了土壤性质,进而影响土壤肥力和作物产量,改善植物生理生态参数(如,叶绿素、叶面氮、叶面磷等),同时影响温室气体的排放。该研究结果为探索可促进土壤碳固存并减少 N_2O 排放的混合原料生物炭提供了理论依据。

4 生物炭对植物生产力的影响

生物炭是否能促进植物生产力一直有争议。一般认为生物炭通过吸附土壤中的K、Ca、Mg、N、P等,改善了土壤的养分吸收和释放,同时调控土壤酸碱度、CEC、孔隙度和保湿能力等,改善土壤性质^[56];同时也发现生物炭配施肥料可调节植物根系生长和形态,从而改善植物的生长及产量^[57],提高了作物生产力(约10%)。这归因于生物炭的石灰效应(pH增加)和土壤持水能力的提高^[18,58]。生物炭本身的养分(N、P、K、Mg等)和养分保持能力可以提高酸性土壤的肥力,减少对其他肥料的需求^[37]。纯

生物炭添加将降低土壤无机氮(NO_3^- -N和 NH_4^+ -N),其中 NO_3^- -N降幅约为12%, NH_4^+ -N降幅约为11%,当生物炭与有机肥相结合混施时,则可显著提高土壤 NH_4^+ -N含量^[15]。酸性土壤缺乏植物生长所需的有效P、K、Ca和Mg,生物炭的施入通过减轻铝毒效应和磷素缺乏从而改善植物的生长,提高作物生产力^[59],这种效应在热带和亚热带地区的酸性土壤中比温带地区更为明显^[37]。

值得注意的是,在以 NH_4^+ -N为主导的土壤中,生物炭会导致作物产量下降,而将生物炭与肥料相结合,一方面消除了由生物炭引起的作物减产,另一方面促使肥料净氮矿化潜力最大化^[20]。尽管如此,生物炭的高C含量可能导致土壤N的固化^[60],不利于植物的生长甚至降低作物的产量,尤其是富含高C/N值的生物炭;生物炭可能仅对C/N值相对较低(最佳土壤C/N为24:1)的土壤有益^[18]。Dai等^[60]也建议将高灰分(或低碳分)的生物炭应用到酸性土壤中,以提高植物的生产力。

5 研究展望

近年来,生物炭在土壤中的应用已成为固碳和改善土壤质量的一种策略,也是为数不多的具有可持续发展共同效益的温室气体减排技术之一。综合考虑环境、农业和经济利益,生物炭和 N_2O 排放的研究应进行更系统和长期的研究,进一步的开展研究建议如下:

1)建立生物炭特性数据库。生物炭特性受其原料、热解温度和类型(快、慢)的深刻影响,应探索更为丰富生产过程的生物炭。了解初始原料特性如何影响到生物炭特性。生物炭原料研究从农林废弃物、畜牧废弃物扩展到工业(纸浆、甘蔗渣)和城市污、水污泥等,以确保生物炭的应用功效。为了促进信息共享并避免工作重复,可建立一个生物炭特性数据库^[61]。将不同种类原料的生物炭的不同热解条件(如,预处理、温度、加热速率和反应器类型)在统计上与生物炭特性联系起来^[61]。基于此数据库,用户可以通过简单输入原料类型和生产条件来查找生物炭特性,通过预测生物炭特性,为估算生物炭减排农业土壤 N_2O 提供参考依据。

2)系统性的加强生物炭在 N_2O 减排潜力的估算。大多数研究在生物炭对土壤性质、 N_2O 排放等提供了相关的见解,但在减排机制和精确估算方面还缺乏系统的研究。特别是对生物炭何时、如何改

变以及为什么改变土壤氮转化过程等还缺乏相应的理解,使农业生态系统 N_2O 减排仍是一项艰巨的挑战。因此,迫切需要进一步加强农业土壤 N_2O 排放研究及相关的标准监测方法的制定,为农业土壤 N_2O 排放的估算和减排提供数据支撑,量化生物炭施用后每一种减排机制对减少 N_2O 排放总量的贡献。集中精确探讨:生物炭在减少土壤 N_2O 排放的贡献率;生物炭与植物的相互作用,对作物生产力影响如何? 最终提出生物炭在农业生态系统土壤“固氮减排”的应用。

3)开展长期野外田间试验。已有关于生物炭的研究多来自于实验室或温室控制试验,生物炭在小罐或小柱中的性能可能与不同土壤和环境条件下的田间试验不同。在野外田间试验中,由于生物炭特性、试验条件和土壤性质不同,以及生物炭和土壤会受到长期风化,致使野外田间试验和室内控制研究结果存在差异。此外,现有研究多是短期的研究结果,生物炭减缓农业生态系统土壤 N_2O 排放的研究需进行长期的研究,以便更好地了解生物炭在施用后如何随着时间的推移产生的影响,因此长期野外田间试验显得尤为重要。此外,生物炭老化对生物炭减缓 N_2O 排放的能力的影响也需要进一步研究。已有研究发现在土壤中老化 3 年后,生物炭对土壤 N_2O 排放的影响有所降低^[17]。生物炭的确切使用寿命及其长期影响尚不清楚,导致生物炭缓解 N_2O 排放能力丧失的原因有待进一步探索。

致谢

感谢江西省水利科学院谢颂华教授、郑海金教授和江西省红壤研究所黄欠如研究员、成艳红研究员的支持与帮助。

参考文献 References

- [1] World Meteorological organization. WMO Greenhouse Gas Bulletin (GHG Bulletin)-No. 12: The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2015 [EB/OL]. (2021-04-18). <https://public.wmo.int/en/resources/library/wmo-greenhouse-gas-bulletin-ghg-bulletin-no-12-state-of-greenhouse-gases/>
- [2] Gerber J S, Carlson K M, Makowski D, Mueller N D, Garcia de Cortazar-Atauri I, Havlik P, Herrero M, Launay M, O's Connell C S, Smith P, West P C. Spatially explicit estimates of N_2O emissions from croplands suggest climate mitigation opportunities from improved fertilizer management[J]. *Global Change Biology*, 2016, 22(10): 3383-3394
- [3] IPCC. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis* [M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2013
- [4] Aamer M, Shaaban M, Hassan M U, Huang G Q, Liu Y, Tang H Y, Rasul F, Ma Q Y, Li Z L, Rasheed A, Zhang P. Biochar mitigates the N_2O emissions from acidic soil by increasing the *nosZ* and *nirK* gene abundance and soil pH[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 255: 109891
- [5] Liu Y N, Li Y C, Peng Z P, Wang Y Q, Ma S Y, Guo L P, Lin E D, Han X. Effects of different nitrogen fertilizer management practices on wheat yields and N_2O emissions from wheat fields in North China [J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2015, 14(6): 1184-1191
- [6] Fowler D, Coyle M, Skiba U, Sutton M A, Cape N, Reis S, Sheppard L J, Jenkins A, Grizzetti B, Galloway J N, Vitousek P, Leach A, Bouwman A F, Butterbach-Bahl K, Dentener F, Stevenson D, Amann M, Voss M. The global nitrogen cycle in the twenty-first century[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2013, 368(1621): 20130164
- [7] Liu S W, Lin F, Wu S, Ji C, Sun Y, Jin Y G, Li S Q, Li Z F, Zou J W. A meta-analysis of fertilizer-induced soil NO and combined with NO + N_2O emissions [J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(6): 2520-2532
- [8] Venterea R T, Halvorson A D, Kitchen N, Liebig M A, Cavigelli M A, Grosso S J D, Motavalli P P, Nelson K A, Spokas K A, Singh B P, Stewart C E, Ranaivoson A, Strock J, Collins H. Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2012, 10(10), 562-570
- [9] Lehmann J, Joseph S. *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*[M]. London: Earthscan Publications Ltd., 2015
- [10] Wang Y C, Villamil M B, Davidson P C, Akedeniz N. A quantitative understanding of the role of co-composted biochar in plant growth using meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 685: 741-752
- [11] Rubin R L, Anderson T R, Ballantine K A. Biochar simultaneously reduces nutrient leaching and greenhouse gas emissions in restored wetland soils [J]. *Wetlands*, 2020, 40(6): 1981-1991
- [12] Levy-Booth D J, Prescott C E, Grayston S J. Microbial

- functional genes involved in nitrogen fixation, nitrification and denitrification in forest ecosystems [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 75: 11-25
- [13] H DeLuca T. Influence of biochar on soil nutrient transformations, nutrient leaching, and crop yield [J]. *Advances in Plants & Agriculture Research*, 2016, 4(5): 1-15
- [14] Liu Q, Liu B J, Zhang Y H, Hu T L, Lin Z B, Liu G, Wang X J, Ma J, Wang H, Jin H Y, Ambus P, Amonette J E, Xie Z B. Biochar application as a tool to decrease soil nitrogen losses (NH₃ volatilization, N₂O emission, and N leaching) from croplands: Options and mitigation strength in a global perspective[J]. *Global Change Biology*, 2019, 25(6): 2077-2093
- [15] Bremner J M. Sources of nitrous oxide in soils[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 49(1): 7-16
- [16] 杨杉, 吴胜军, 蔡延江, 周文佐, 朱同彬, 王雨, 黄平. 硝态氮异化还原机制及其主导因素研究进展[J]. 生态学报, 2016, 36(5): 1224-1232
- Yang S, Wu S J, Cai Y J, Zhou W Z, Zhu T B, Wang Y, Huang P. The synergetic and competitive mechanism and the dominant factors of dissimilatory nitrate reduction processes: A review[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(5): 1224-1232 (in Chinese)
- [17] 颜晓元. 土壤氮循环实验研究方法[M]. 北京: 科学出版社, 2020
- Yan X Y. *Experimental Methods for Nitrogen Cycling in Soils*[M]. Beijing, Science Press, 2020 (in Chinese)
- [18] Hallin S, Philippot L, Löffler F E, Sanford R A, Jones C M. Genomics and ecology of novel N₂O-reducing microorganisms [J]. *Trends in Microbiology*, 2018, 26(1): 43-55
- [19] 董成, 陈智勇, 谢迎新, 张阳阳, 缙培欣, 杨家衢, 马冬云, 王晨阳, 郭天财. 生物炭连续施用对农田土壤氮转化微生物及 N₂O 排放的影响[J]. 中国农业科学, 2020, 53(19): 4024-4034
- Dong C, Chen Z Y, Xie Y X, Zhang Y Y, Gou P X, Yang J H, Ma D Y, Wang C Y, Guo T C. Effect of successive biochar addition to soil on nitrogen functional microorganisms and nitrous oxide emission[J]. *Science Agricultura Sinica*, 2020, 53(19): 4024-4034 (in Chinese)
- [20] Cayuela M L, van Zwieten L, Singh B P, Jeffery S, Roig A, Sánchez-Monedero M A. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 191: 5-16
- [21] Case S D C, McNamara N P, Reay D S, Stott A W, Grant H K, Whitaker J. Biochar suppresses N₂O emissions while maintaining N availability in a sandy loam soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2015, 81: 178-185
- [22] Liu Q, Zhang Y H, Liu B J, Amonette J E, Lin Z B, Liu G, Ambus P, Xie Z B. How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis[J]. *Plant and Soil*, 2018, 426(1-2): 211-225
- [23] Lentz R D, Ippolito J A, Spokas K A. Biochar and manure effects on net nitrogen mineralization and greenhouse gas emissions from calcareous soil under corn [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2014, 78: 1641-1655
- [24] Cayuela M L, Jeffery S, van Zwieten L. The molar H: Corg ratio of biochar is a key factor in mitigation N₂O emissions from soil[J]. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, 2015, 202: 135-138
- [25] 程效义, 刘晓琳, 孟军, 兰宇, 刘遵奇, 杨旭, 黄玉威, 曹婷, 陈温福. 生物炭对棕壤 NH₃ 挥发、N₂O 排放及氮肥利用效率的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(4): 801-807
- Cheng X Y, Liu X L, Meng J, Lan Y, Liu Z Q, Yang X, Huang Y W, Cao T, Chen W F. Effects of biochar on NH₃ volatilization, N₂O emission and nitrogen fertilizer use efficiency in brown soil [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(4): 801-807 (in Chinese)
- [26] Borchard N, Schirrmann M, Cayuela M L, Kammann C, Wrage-Mönnig N, Estavillo J M, Fuertes-Mendizábal T, Sigua G, Spokas K, Ippolito J A, Novak J. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 2354-2364
- [27] Wu F P, Jia Z K, Wang S G, Chang S X, Startsev A. Contrasting effects of wheat straw and its biochar on greenhouse gas emissions and enzyme activities in a Chernozemic soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2013, 49(5): 555-565
- [28] Zhang A, Liu Y M, Pan G X, Hussain Q, Li L Q, Zheng J W, Zhang X H. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain[J]. *Plant and Soil*, 2012, 351(1-2): 263-275
- [29] Zhang D X, Pan G X, Wu G, Kibue G W, Li L Q, Zhang X H, Zheng J W, Zheng J F, Cheng K, Joseph S, Liu X Y. Biochar helps enhance maize productivity and reduce greenhouse gas emissions under balanced fertilization in a rainfed low fertility inceptisol[J]. *Chemosphere*, 2016, 142: 106-113
- [30] Verhoeven E, Six J. Biochar does not mitigate field scale N₂O emissions in a Northern California vineyard: An assessment

- across two years[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 191: 27-38
- [31] Saarnio S, Heimonen K, Kettunen R. Biochar addition indirectly affects N_2O emissions via soil moisture and plant N uptake[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 58: 99-106
- [32] Yoo G, Kim Y J, Lee Y O, Ding W X. Investigation of greenhouse gas emissions from the soil amended with rice straw biochar[J]. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 2016, 20(6): 2197-2207
- [33] Suddick E C, Six J. An estimation of annual nitrous oxide emissions and soil quality following the amendment of high temperature walnut shell biochar and compost to a small scale vegetable crop rotation[J]. *Science of Total Environment*, 2013, 465: 298-307
- [34] Wu Z, Zhang X, Dong Y B, Xu X, Xiong Z Q. Microbial explanations for field-aged biochar mitigating greenhouse gas emissions during a rice-growing season[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018b, 25(31): 31307-31317
- [35] Yamamoto A, Akiyama H, Kojima M, Osaki A. Nitrous oxide emissions from an Andosol upland field amended with four different types of biochars[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2019, 113(3): 323-335
- [36] 陈梅, 王芳, 张德俐, 易维明. 生物炭结构性质对氮氨的吸附特性影响[J]. *环境科学*, 2019, 40(12): 5421-5429
- Chen M, Wang F, Zhang D L, Yi W M. Effect of biochar structure on adsorption characteristics of ammonia nitrogen[J]. *Environmental Science*, 2019, 40(12): 5421-5429 (in Chinese)
- [37] Shi R Y, Li J Y, Ni N, Xu R K. Understanding the biochar's role in ameliorating soil acidity[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2019, 18(7): 1508-1517
- [38] Yuan J H, Xu R K. Effects of biochars generated from crop residues on chemical properties of acid soils from tropical and subtropical China[J]. *Soil Research*, 2012, 50(7): 570-578
- [39] Fidel R B, Laird D A, Thompson M L, Lawrinenko M. Characterization and quantification of biochar alkalinity[J]. *Chemosphere*, 2017, 167: 367-373.
- [40] Pei J M, Li J Q, Mia S, Singh B, Wu J H, Dijkstra F A. Biochar aging increased microbial carbon use efficiency but decreased biomass turnover time[J]. *Geoderma*, 2021, 382: 114710
- [41] 易鹏, 吴国娟, 段文焱, 吴敏, 潘波. 生物炭的改性和老化及环境效应的研究进展[J]. *材料导报*, 2020, 34(3): 43-49
- Yi P, Wu G J, Duan W Y, Wu M, Pan B. Research progress on modification and aging of biochar and its environmental implications[J]. *Materials Reports*, 2020, 34(2): 3037-3043 (in Chinese)
- [42] Harter J, Krause H M, Schuettler S, Ruser R, Fromme M, Scholten T, Kappler A, Behrens S. Linking N_2O emissions from biochar-amended soil to the structure and function of the N-cycling microbial community[J]. *The ISME Journal*, 2014, 8(3): 660-674
- [43] Ding Y, Liu Y G, Liu S B, Li Z W, Tan X F, Huang X X, Zeng G M, Zhou L, Zheng B H. Biochar to improve soil fertility: A review[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2016, 36(2): 1-18
- [44] Lehmann J, Rillig M C, Thies J, Masiello C A, Hockaday W C, Crowley D. Biochar effects on soil biota: A review[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9): 1812-1836
- [45] Deluca T H, Gundale M J, Mackenzie E M D, Jones D L. *Biochar Effects on Soil Nutrient Transformations* [M]. Science, Technology and Implementation. Routledge, London, 2015, 453-486
- [46] Nguyen T T N, Xu C Y, Tahmasbian I, Che R X, Xu Z H, Zhou X H, Wallace H M, Bai S H. Effects of biochar on soil available inorganic nitrogen: A review and meta-analysis[J]. *Geoderma*, 2017, 288: 79-96
- [47] Wang Y J, Guo J H, Vogt R D, Mulder J, Wang J G, Zhang X S. Soil pH as the chief modifier for regional nitrous oxide emissions: New evidence and implications for global estimates and mitigation. *Global Change Biology*, 2018, 24(2): e617-e626
- [48] Razzaghi F, Obour P B, Arthur E. Does biochar improve soil water retention? A systematic review and meta-analysis[J]. *Geoderma*, 2020, 361: 114055
- [49] Yao Y, Gao B, Zhang M, Inyang M, Zimmerman A R. Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil[J]. *Chemosphere*, 2012, 89(11): 1467-1471
- [50] 杨婷婷, 黄远星, 彭婧婧, 姜杰文, 沈艺玮. 生物炭的制备及其对氮肥吸附效果的研究[J]. *能源研究与信息*, 2020, 36(1): 16-23
- Yang T T, Huang Y X, Peng Q Q, Jiang J W, Shen Y W. Study on the preparation of biochar and its effect on nitrogen fertilizer retention[J]. *Energy Research and Information*, 2020, 36(1): 16-23 (in Chinese)
- [51] Li X N, Wang T, Chang S X, Jiang X, Song Y. Biochar increases soil microbial biomass but has variable effects on microbial diversity: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 782: 147311

Environment, 2020, 749: 141593

[52] Chadwick D, Sommer S, Thorman R, Fangueiro D, Cardenas L, Amon B, Misselbrook T. Manure management; implications for greenhouse gas emissions[J]. *Animal Feed Science and Technology*, 2011, 166-167: 514-531

[53] Rochette P, Angers D A, Chantigny M H, Gagnon B, Bertrand N. N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures [J]. *Canadian Journal of Soil Science*, 2008, 88(2): 175-187

[54] Li S Q, Song L N, Jin Y G, Liu S W, Shen Q R, Zou J W. Linking N₂O emission from biochar-amended composting process to the abundance of denitrify (nirK and nosZ) bacteria community[J]. *AMB Express*, 2016, 6(1): 37

[55] Agegnehu G, Bass A M, Nelson P N, Bird M I. Benefits of biochar, compost and biochar-compost for soil quality, maize yield and greenhouse gas emissions in a tropical agricultural soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 543: 295-306

[56] Wang D, Jiang P K, Zhang H B, Yuan W Q. Biochar production and applications in agro and forestry systems: A review[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 723(25): 137775

[57] Liu B T, Li H L, Li H B, Zhang A P, Rengel Z. Long-term biochar application promotes rice productivity by regulating root dynamic development and reducing nitrogen leaching[J]. *GCB Bioenergy*, 2021, 13(1): 257-268

[58] Jeffery S, Verheijen F G A, van der Velde M, Bastos A C. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2011, 144(1): 175-187

[59] Zhu Q H, Peng X H, Huang T Q, Xie Z B, Holden N M. Effect of biochar addition on maize growth and nitrogen use efficiency in acidic red soils[J]. *Pedosphere*, 2014, 24(6): 699-708

[60] Dai Y H, Zheng H, Jiang Z X, Xing B S. Combined effects of biochar properties and soil conditions on plant growth: A meta-analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 713: 136635

[61] Li S M, Harris S, Anandhi A, Chen G. Predicting biochar properties and functions based on feedstock and pyrolysis temperature: A review and data syntheses[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 215: 890-902

责任编辑：杨爱东